

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第35卷 第1期

Vol.35 No.1

2014

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

雾霾重污染期间北京居民对高浓度 PM_{2.5} 持续暴露的健康风险及其损害价值评估 谢元博, 陈娟, 李巍 (1)

长白山 PM_{2.5} 中水溶性离子季节变化特征研究 赵亚南, 王跃思, 温天雪, 戴冠华 (9)

青岛大气颗粒物数浓度变化及对能见度的影响 柯馨姝, 盛立芳, 孔君, 郝泽彤, 屈文军 (15)

重庆市大气二噁英污染水平及季节变化 张晓岭, 卢益, 朱明吉, 蹇川, 郭志顺, 邓力, 孙静, 张芹, 罗财红 (22)

西南地区再生铝冶炼行业二噁英大气排放 卢益, 张晓岭, 郭志顺, 蹇川, 朱明吉, 邓力, 孙静, 张芹 (30)

西南地区新型干法水泥生产中的二噁英大气排放 张晓岭, 卢益, 蹇川, 郭志顺, 朱明吉, 邓力, 孙静, 张芹 (35)

杭州市办公场所室内空气中 PBDEs 的污染现状与特征 蒋欣慰, 孙鑫, 裴小强, 金漫彤, 李云龙, 沈学优 (41)

模拟不同排放源排放颗粒及多环芳烃的粒径分布研究 符海欢, 田娜, 商惠斌, 张彬, 叶素芬, 陈晓秋, 吴水平 (46)

川东北地区元素大气沉降通量及其季节变化 童晓宁, 周厚云, 游镇烽, 汤静, 刘厚均, 黄颖, 贺海波 (53)

重庆市铁山坪 2001 ~ 2010 年酸沉降变化 余德祥, 马萧萧, 谭炳全, 赵大为, 张冬保, 段雷 (60)

汉江上游金水河流域氮湿沉降 王金杰, 张克荣, 吴川, 张全发 (66)

麦秸及其烟尘中正构脂肪酸的组成 刘刚, 李久海, 吴丹, 徐慧 (73)

兰州市室内大气降尘环境磁学特征及其随高度变化研究 吴铎, 魏海涛, 赵瑞瑞, 张蕊, 刘建宝 (79)

中亚热带针阔混交林土壤-大气界面释汞通量研究 马明, 王定勇, 申源源, 孙荣国, 黄礼昕 (85)

水稻秸秆生物炭对耕地土壤有机碳及其 CO₂ 释放的影响 柯跃进, 胡学玉, 易卿, 余忠 (93)

黄海和东海海域溶解铋地球化学分布特征 吴晓丹, 宋金明, 吴斌, 李学刚 (100)

浑河上游(清原段)水环境中重金属时空分布及污染评价 马迎群, 时瑶, 秦延文, 郑丙辉, 赵艳民, 张雷 (108)

POCIS 采样技术应用于九龙江流域水环境中雌激素的检测 张利鹏, 王新红, 李永玉, 吴玉玲, 张祖麟 (117)

降雨条件下岩溶地下水微量元素变化特征及其环境意义 陈雪彬, 杨平恒, 蓝家程, 莫雪, 师阳 (123)

锡林河流域地表水水化学主离子特征及控制因素 唐玺雯, 吴锦奎, 薛丽洋, 张明泉, Frauke Barthold, Lutz Breuer, Hans-Georg Frede (131)

子牙河水系河流氮素组成及空间分布特征 赵钰, 单保庆, 张文强, 王超 (143)

水稻种植对中亚热带红壤丘陵区小流域氮磷养分输出的影响 宋立芳, 王毅, 吴金水, 李勇, 李裕元, 孟岑, 李航, 张满意 (150)

黄东海表层沉积物中磷的分布特征 宋国栋, 刘素美, 张国玲 (157)

河流沉积物中有机磷提取剂 (NaOH-EDTA) 提取比例与机制研究 张文强, 单保庆, 张洪, 唐文忠 (163)

沉积物短期扰动下 BAPP 再生和转化机制 武晓飞, 李大鹏, 汪明 (171)

三峡库区典型农村型消落带沉积物风险评价与重金属来源解析 敖亮, 雷波, 王业春, 周谐, 张晟 (179)

太湖东部不同类型湖区疏浚后沉积物重金属污染及潜在生态风险评价 毛志刚, 谷孝鸿, 陆小明, 曾庆飞, 谷先坤, 李旭光 (186)

滇池沉积物中主要污染物含量时间分异特征研究 王心宇, 周丰, 伊旋, 郭怀成 (194)

浓度层析荧光光谱局部匹配溢油鉴别技术 王春艳, 史晓凤, 李文东, 张金亮 (202)

光电 Fenton 技术处理污泥深度脱水液研究 王现丽, 王世峰, 吴俊峰, 濮文虹, 杨昌柱, 张敬东, 杨家宽 (208)

同步脱氮除磷颗粒污泥硝化反硝化特性试验研究 刘小英, 林慧, 马兆瑞, 王磊, 刘静伟, 郭超, 姜应和 (214)

垃圾填埋场渗滤液短程生物脱氮的长期稳定性实验研究 孙洪伟, 郭英, 彭永臻 (221)

油田区土壤石油烃组分残留特性研究 胡迪, 李川, 董倩倩, 李立明, 李广贺 (227)

水稻光合同化碳在土壤中的矿化和转化动态 谭立敏, 彭佩钦, 李科林, 李宝珍, 聂三安, 葛体达, 童成立, 吴金水 (233)

土地利用及退耕对喀斯特山区土壤活性有机碳的影响 廖洪凯, 李娟, 龙健, 张文娟, 刘云飞 (240)

水稻土团聚体 Cu²⁺ 吸附过程中铝的溶出及土壤溶液 pH 变化 许海波, 赵道远, 秦超, 李玉姣, 董长勋 (248)

Cr(VI) 对两种黏土矿物在单一及复合溶液中 Cu(II) 吸附的影响 刘娟娟, 梁东丽, 吴小龙, 屈广周, 钱勋 (254)

淹水时长对 3 种丛枝菌根 (AM) 真菌侵染 2 种湿地植物的影响 马雷猛, 王鹏腾, 王曙光 (263)

太湖水质与水生生物健康的关联性初探 周笑白, 张宁红, 张咏, 牛志春, 刘雷, 于红霞 (271)

3 种典型污染物对水生生物的急性毒性效应及其水质基准比较 姜东生, 石小荣, 崔益斌, 李梅 (279)

某制药废水对发光细菌急性毒性的评价研究 杜丽娜, 杨帆, 穆玉峰, 余若祯, 左剑恶, 高俊发, 余忻, 滕丽君, 汤薪瑶 (286)

异丙甲草胺与锌共存对斜生栅藻毒性手性差异影响 胡晓娜, 张淑娟, 陈彩东, 刘惠君 (292)

Biotic Ligand Model 的简化模型及预测性能评价 王万宾, 陈莎, 吴敏, 苏德丽, 赵婧 (299)

基于 USEtox 的焦化行业优先污染物筛选排序研究 郝天, 杜鹏飞, 杜斌, 曾思育 (304)

微囊藻毒素降解菌 *Paucibacter* sp. CH 菌的分离鉴定及其降解特性 游狄杰, 陈晓国, 向荟圯, 欧阳溱, 杨冰 (313)

硝酸盐抑制油田采出水中硫酸盐还原菌活性研究 杨德玉, 张颖, 史荣久, 韩斯琴, 李光哲, 李国桥, 赵劲毅 (319)

降解纤维素产甲烷的四菌复合系 吴俊妹, 马安周, 崔萌萌, 于清, 齐鸿雁, 庄绪亮, 庄国强 (327)

中国陆地生态系统土壤异养呼吸变异的影响因素 谢薇, 陈书涛, 胡正华 (334)

内蒙古羊草草原根呼吸和土壤微生物呼吸区分的研究 史晶晶, 耿元波 (341)

南京河流夏季水-气界面 N₂O 排放通量 韩洋, 郑有飞, 吴荣军, 尹继福, 孙霞 (348)

杀菌剂对湖泊水体温室气体浓度分析的影响 肖启涛, 胡正华, James Deng, 肖薇, 刘寿东, 李旭辉 (356)

生物表面活性剂强化剩余污泥微生物燃料电池产电特性研究 彭海利, 张植平, 李小明, 杨麒, 罗琨, 易欣 (365)

不同硅铝比 Fe-ZSM-5 催化剂对氧化亚氮催化分解性能的研究 卢仁杰, 张新艳, 郝郑平 (371)

硫酸铵和尿素对废物焚烧过程中多种途径生成氯苯类的抑制作用 严密, 祁志福, 李晓东, 胡艳军, 陈彤 (380)

县域尺度的京津冀都市圈 CO₂ 排放时空演变特征 汪浩, 陈操操, 潘涛, 刘春兰, 陈龙, 孙莉 (385)

保水剂性能及其农用安全性评价研究进展 李希, 刘玉荣, 郑袁明, 贺纪正 (394)

《环境科学》征订启事 (65) 《环境科学》征稿简则 (220) 信息 (226, 270, 298, 364)

锡林河流域地表水水化学主离子特征及控制因素

唐玺雯¹, 吴锦奎^{2,3,*}, 薛丽洋¹, 张明泉¹, Frauke Barthold^{3,4}, Lutz Breuer³, Hans-Georg Frede³

(1. 兰州大学资源环境学院, 兰州 730000; 2. 中国科学院内陆河流域生态水文重点实验室, 兰州 730000; 3. 吉森大学景观生态与资源管理研究所, 吉森 35392, 德国; 4. 波茨坦大学地球与环境科学学院, 波茨坦 14476, 德国)

摘要: 通过对 2006~2008 年锡林河主要径流期内 13 个河水断面 239 个水样以及同期地下水和大气降水主离子水化学进行分析, 结合锡林河流域的气象和水文资料, 利用 Piper 三线图和 Gibbs 图分析了锡林河河水的水化学特征及主离子组成变化特征。结果表明, 锡林河河水 TDS 变化范围在 136.7~376.5 mg·L⁻¹ 之间, 平均 245.1 mg·L⁻¹, 为低矿化度河水; 河水中主要阳离子以 Ca²⁺ 为主, 阴离子以 HCO₃⁻ 为主, 河水的水化学类型从 HCO₃⁻-Ca²⁺ 过渡到 HCO₃⁻-Ca²⁺·Mg²⁺; 河水主离子平均浓度年内、年际变化均不大, 年内变化表现在 5 月主离子浓度高于其他月, 年际变化表现为主离子在 2007 年的平均浓度均较小; 空间上, Ca²⁺、Na⁺、Mg²⁺、K⁺、Cl⁻ 和 HCO₃⁻ 的浓度呈现沿程逐渐增加的趋势, SO₄²⁻ 的浓度变化呈先增加后减小的趋势; 河水中主离子浓度值介于大气降水和地下水之间, 并且十分接近地下水浓度, 说明地表水同时受大气降水和地下水补给并主要依靠地下水补给; Gibbs 图显示河水离子组成主要与流域内的岩石风化有关, 流域有一定量的蒸发岩存在, 但蒸发岩对水化学的贡献弱于碳酸盐岩。

关键词: 主离子; 地表水; 水化学; 时间变化; 空间变化; 锡林河流域

中图分类号: X142 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2014)01-0131-12

Major Ion Chemistry of Surface Water in the Xilin River Basin and the Possible Controls

TANG Xi-wen¹, WU Jin-kui^{2,3}, XUE Li-yang¹, ZHANG Ming-quan¹, Frauke Barthold^{3,4}, Lutz Breuer³, Hans-Georg Frede³

(1. College of Earth and Environmental Science, Lanzhou University, Lanzhou 730000, China; 2. Key Laboratory of Ecological Hydrology of Inland River Basin, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China; 3. Institute for Landscape Ecology and Resources Management, Justus-Liebig-University Giessen, Giessen, 35392 Germany; 4. Institute of Earth and Environmental Sciences, University of Potsdam, Potsdam, 14476 Germany)

Abstract: Under the increasing pressure of water shortage and steppe degradation, information on the hydrological cycle in the steppe region in Inner Mongolia is urgently needed. Major ions are widely used to identify the hydrological processes in a river basin. Based on the analysis results of 239 river water samples collected in 13 sections along the Xilin River system during 2006 to 2008, combined with data from groundwater and precipitation samples collected in the same period and the meteorological and hydrological data in the Xilin River Basin, hydrochemical characteristics and the chemistry of major ions of the Xilin River water have been studied by means of Piper triangle plots and Gibbs diagrams. The results showed that: ① the total dissolved solid (TDS) in river water mainly ranged between 136.7 mg·L⁻¹ and 376.5 mg·L⁻¹, and ② it had an increasing trend along the river flow path. ③ The major cations and anions of river water were Ca²⁺ and HCO₃⁻, respectively, and the chemical type of the river water varied from HCO₃⁻-Ca²⁺ in the headwater area to HCO₃⁻-Ca²⁺·Mg²⁺ in the lower part. ④ The variation in the concentration of major ions in surface water was not significant at the temporal scale. Usually, the concentration values of major ions were much higher in May than those in other months during the runoff season, while the values were a bit lower in 2007 than those in 2006 and 2008. Except for SO₄²⁻, the concentrations of other ions such as Ca²⁺, Na⁺, Mg²⁺, K⁺, Cl⁻ and HCO₃⁻ showed an upward trend along the river flow path. Comparing major ion concentrations of the river water with those of local groundwater and precipitation, the concentration in river water was between those of precipitation and groundwater but was much closer to the concentration of groundwater. This indicated that the surface water was recharged by a mixture of precipitation and groundwater, and groundwater showed a larger impact. The Gibbs plot revealed that the chemical compositions of the river water were mainly affected by rock weathering in the drainage area.

Key words: major ions; surface water; hydrochemistry; temporal variation; spatial variation; Xilin River Basin

天然水的化学成分是水在循环过程中与周围环境长期相互作用的结果。在水体的相互转化和运移

收稿日期: 2013-04-09; 修订日期: 2013-05-29

基金项目: 国家自然科学基金项目(41271085); 中德合作项目(German Science Foundation (DFG), FG 536)

作者简介: 唐玺雯(1988~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为水化学和水环境, E-mail: tangxw12@lzu.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: jkwu@lzb.ac.cn

过程中,水中溶解的物质伴随水量的交换同步进行.因此,天然水化学组成从一定程度上记录着水体形成和运移的历史^[1,2].河流是地球水圈中最活跃的部分,河流水体的化学元素组成在很大程度上表征着水体环境质量状况、区域环境化学特征、水体元素分布及迁移转化的规律^[3,4].水体离子组成是水化学性质的重要方面,研究河流水体化学离子特征对于正确理解河流流域内地表水与地下水的补给关系、河水的离子组成和来源具有重要意义^[5].

常量元素在自然水体中含量丰富,是水体中离子的主要组成成分.水体主离子组成被广泛用于识别控制该水体化学组成的基本过程,如流域岩石风化、水体的蒸发/结晶作用以及大气降水物质输入等^[6].国内外不少学者对世界主要水体中的主离子含量与流域的气候条件和区域地质岩性的关系进行了研究,主要代表性工作是对南美 Amazon^[7]、北美 Mackenzie^[8]、亚洲 Lena^[9] 和 Ganges-Brahmaputra^[10] 等河的研究;我国主要河流水化学特征的系统研究体现在文献^[11]中.

锡林郭勒草原是世界范围内温带草原最有代表性的地区^[12].由于对草地资源和水资源的过度开发利用,锡林郭勒草原生态环境已出现明显退化.锡林河流域地表河流系统不发育,锡林河年平均流量只有 $0.26 \times 10^8 \text{ m}^3$.由于资料缺乏,锡林河流域的水文过程研究相对较少.赵斌等^[13]利用在内蒙古草原生态系统定位研究站附近锡林河的短期考察资

料,对锡林河的基本理化特征进行了简单的分析和比较. Barthold 等^[14]发现锡林河流域大气降水对地表水的贡献小,地下水是地表水主要的补给源,进一步的研究还发现干旱年份地表水主要由深层地下水补给,而相对湿润的年份地表水主要由浅层地下水补给. Wu 等^[15]研究表明锡林河流域大气降水稳定同位素变化复杂,进一步确认了水汽来源的复杂性.

本研究主要通过锡林河流域地表水中主离子含量的变化,结合大气降水和地下水资料,确定区域地表水和地下水中主离子水文学特征,揭示降水、地下水和地表水之间潜在的水力联系.本研究从水化学的角度出发,通过对锡林河流域地表水的水文过程的了解,运用水化学及统计学方法,系统分析了锡林河河水主离子水化学特征及其时空分布规律,并试图对水化学成因进行探讨^[16],为流域水资源评价、管理和生态环境建设提供科学依据,提高对我国北方草原区河流水文过程的认识和理解,以期为实现北方草原区水文过程和生态过程的耦合以及区域良性水文循环的维持和生态水文恢复提供科学储备和理论依据^[17].

1 研究区概况

锡林河发源于内蒙古赤峰市的克什克腾旗,流经赤峰市和锡林郭勒盟,最后注入查干淖尔湖,是内蒙古高原东部主要的内陆河.锡林河流域位于 $43^{\circ}26' \sim 44^{\circ}39' \text{ N}$ 和 $115^{\circ}32' \sim 117^{\circ}12' \text{ E}$,总面积约

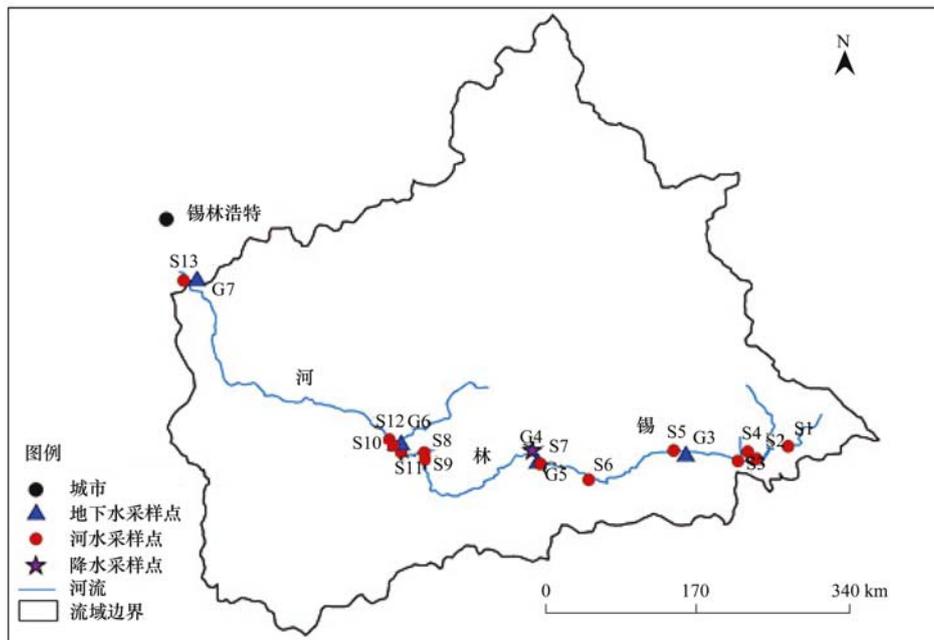


图1 锡林河流域及采样点布置示意

Fig. 1 Sketch map of the Xilin River Basin and the sampling sites

为 $10\,000\text{ km}^2$ ^[18]. 由于锡林河水库下游无地表径流,因此本研究区集中在锡林河水库上游,流域面积约 $3\,600\text{ km}^2$ ^[14](图1).

研究区位于内蒙高原中东部大兴安岭西部的低山丘陵边缘. 从地貌基本特征上分析,以锡林河为界,北部是以低山丘陵与平原相间分布为特征,南部为多级玄武岩台地,这两种地形中间区域为沙丘. 研究区出露的前白垩系地层主要有上石炭统阿木山组、下二迭统哲斯组 and 上侏罗统兴安岭组,在地貌上构成低山丘陵. 其中广泛分布的哲斯组岩石组合为灰绿色、黄绿色、灰色变质砾岩、变质硬砂岩、变质粉砂岩、变质长石砂岩、生物碎屑灰岩. 区域内下白垩统巴彦花组主要为一套胶结松散的内陆湖相碎屑岩. 区域第四系地层分布广,厚度大,岩性主要为坡风积粉、细砂及冲积砂砾石层. 研究区还发育有不同时期的岩浆岩,侏罗纪及白垩纪侵入岩,岩石组合为钾长花岗岩、二长花岗岩等;燕山期侵入岩为黑云母花岗岩、花岗岩、钾长花岗岩、花岗斑岩.

锡林河流域在中国气候区划上属于中温带亚干旱地区,其气候类型属于大陆性气候中的温带草原气候. 年平均降水量和气温分别为 283.2 mm 和 2.7°C (锡林浩特气象站1953~2006年统计结果). 冬季降水量小,因温度低,完全为降雪,从每年10月中旬至次年4月中旬为积雪期. 降水一般集中于6~9月,占年降水量的80%左右.

锡林河年总径流量约为 $0.26 \times 10^8\text{ m}^3$,平均径流深为 5.9 mm ^[19]. 11月到次年3月为冻结期,径流很小或基本为零. 4月为春汛期,平均流量达到 $2.27\text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$,主要是融雪形成的. 5月以后随着降水增大,温度也显著增高,蒸散量增大超过降水增加,径流反而有所减小,并在7月出现一个径流相对的低值,约为 $0.51\text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. 8月因蒸发有所下降,径流出现第二个峰值即夏汛,不过一般来说比4月的春汛要小.

2 材料与方法

2.1 采样点

本次在研究区共选取了13个河水断面作为地表水采样点,其中有10个位于锡林河干流,3个位于3条支流(图1和表1). 文中使用的样品编号解释如下:S为地表水(S3、S9和S11是3个支流取样点),G为地下水,P为大气降水. 根据天然水体采样断面的布设原则^[20],地表水采样点主要采集分布

在干流上的支流汇合口上游和汇合后与干流混合处,以及水库和水文站附近. S7~S8段和S12~S13段由于交通不便,因此采样间距较大. 另外研究中还选取了7个地下水采样点和1个降水采样点(图1和表1). 地表水与地下水采样频率为每两周进行一次. 个别点位不太相同(如:S7点位样品数较多,是由于该点位于中国科学院内蒙古草原生态系统定位研究站附近,取样容易,因此采集频率较高,样品较多;部分点位所在地由于地处偏僻,取样艰难,因此样品量少).

降水样品在每次降水后立即收集. 采样期的相关状况见表2.

2.2 样品的采集与分析

本研究取样所用的取样瓶分两种. 阴离子用50 mL聚乙烯瓶,采样前用去离子水清洗,清洗干净的瓶子密封在清洁的聚丙烯袋中待用. 阳离子用120 mL聚乙烯瓶,使用前经硝酸酸化处理,采样前用去离子水清洗,清洗干净的瓶子密封在清洁的聚丙烯袋中直至使用. 阳离子样品用 $0.45\ \mu\text{m}$ 的滤膜(Puradisc 25PP Whatman Inc., USA)过滤后储存在事先准备好的聚乙烯瓶中;阴离子样品不过滤. 样品采集后即刻存放在便携式冰箱中,返回中国科学院内蒙古草原生态系统定位研究站后冷冻存放,最终运达德国进行分析.

阳离子(Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+)的分析使用电感耦合等离子体质谱(ICP-MS)(Agilent7500ce, Agilent Technologies, Waldbronn, Germany),阴离子(Cl^- , SO_4^{2-})的分析使用美国戴安(Dionex)公司的离子色谱仪(IC)(DX-120, Dionex GmbH, Idstein, Germany). 锡林河河水呈弱碱性,由水中溶解 CO_3^{2-} 和 HCO_3^- 的平衡关系可知, CO_3^{2-} 离子含量很小,占二者总量的不足5%^[21],因而在本研究中 CO_3^{2-} 忽略不计. HCO_3^- 浓度采用阴阳离子间的离子平衡关系计算得到^[22,23];总溶解固体(TDS)含量利用各离子含量总和减去1/2的 HCO_3^- 含量计算^[24]. 水样的pH和电导率用WTW Cond340i便携式多参数水质测量仪现场测量.

3 结果与讨论

3.1 河水水化学总体特征

本次研究在径流期锡林河干流10个采样点处共采集206个水样. 采集的所有地表水、地下水和降水样品的取样点、离子含量、理化参数和水化学类型情况见表3.

表 1 采样点、样品数及采样时间

Table 1 Sampling information: location, numbers and time

取样点	地点	据河源距离/km	海拔/m	样品数/个	取样时间/(年-月)
地表水					
S1	哈登	9.1	1 323	20	2006-04 ~ 2008-09
S2	支流 1 上游	13.5	1 310	11	2006-04 ~ 2008-09
S3	支流 1	14.0	1 309	8	2006-04 ~ 2008-09
S4	支流 1 入河处	15.9	1 308	18	2006-04 ~ 2008-09
S5	沙丘北部	25.5	1 279	19	2006-04 ~ 2008-09
S6	沙丘南部	40.0	1 176	20	2006-04 ~ 2008-09
S7	研究站(IMGERS)	48.8	1 176	30	2006-04 ~ 2008-09
S8	支流 2 上游	74.5	1 121	27	2006-04 ~ 2008-09
S9	支流 2	74.6	1 119	16	2006-04 ~ 2008-09
S10	支流 2 入河	78.2	1 113	28	2006-04 ~ 2008-09
S11	支流 3(好来图河)	79.5	1 114	9	2006-04 ~ 2008-09
S12	支流 3 入河下游	79.9	1 109	20	2006-04 ~ 2008-09
S13	锡林水库入口	133.3	1 028	13	2006-04 ~ 2008-09
地下水		井深/m			
G1	哈登	25	1 320	13	2006-04 ~ 2008-09
G2	支流 1 附近	5	1 310	12	2006-04 ~ 2008-09
G3	沙丘北部	25.5	1 279	7	2006-04 ~ 2008-09
G4	研究站附近	—	1 187	8	2006-04 ~ 2007-09
G5	研究站	70 ~ 80	1 176	8	2007-04 ~ 2008-09
G6	支流 3 附近	8	1 114	17	2006-04 ~ 2008-09
G7	锡林水库入口	48.8	1 028	6	2006-04 ~ 2008-09
P	研究站	—	1 176	12	2006-04 ~ 2008-09

表 2 采样期及相关状况^[13]

Table 2 Sampling periods and related natural conditions

年份	取样时间(月-日)	日平均径流量/m ³ ·s ⁻¹	降雨天数/d	总降水量/mm
2006	05-04 ~ 09-09	0.48	53	255.5
2007	06-06 ~ 09-20	0.25	34	146.0
2008	04-26 ~ 09-08	0.61	54	291.7

从表 3 可以看出,锡林河河水呈弱碱性,pH 值变化范围为 7.5 ~ 8.5,平均值为 8.0.

2006 ~ 2008 年取样期间,锡林河干流水 TDS 的变化范围 136.7 ~ 376.5 mg·L⁻¹,平均 245.1 mg·L⁻¹(表 3),高于世界河流 TDS 平均值(115 mg·L⁻¹)^[25],但其 TDS 小于 1 g·L⁻¹,仍属于淡水河. S1 位于锡林河河源处,河水径流距离和时间较短,TDS 含量最低. 其他点位水样由于蒸发和岩石风化的影响,其 TDS 随着河水径流过程不断增大,河水水化学类型以 HCO₃⁻-Ca²⁺ 为主,具有明显的淡水河特征,部分点位水化学类型为 HCO₃⁻-Ca²⁺·Na⁺·Mg²⁺.

地下水的 pH 值变化范围为 7.4 ~ 8.4,TDS 变化范围 86.2 ~ 492.4 mg·L⁻¹,平均 297.5 mg·L⁻¹,高于河水 TDS 值. 地下水水化学类型以 HCO₃⁻-Ca²⁺ 为主,部分点位水化学类型为 HCO₃⁻-Ca²⁺·Mg²⁺·Na⁺ 和 HCO₃⁻-Na⁺·Ca²⁺·Mg²⁺.

大气降水 pH 平均值为 8.4,呈碱性. 阴阳离子平均浓度从高至低为 HCO₃⁻ > SO₄²⁻ > Ca²⁺ > Cl⁻ > K⁺ > Na⁺ > Mg²⁺. 其中阳离子大小排列与海水中阳离子浓度顺序 Na⁺ > Mg²⁺ > Ca²⁺ > K⁺ 不同. TDS 平均值为 29.4 mg·L⁻¹,介于一般雨水含盐量(20 ~ 50 mg·L⁻¹)^[6]. 雨水水化学类型为 HCO₃⁻-Ca²⁺.

由表 3 可知,锡林河干流水主要离子组成中,阳离子浓度由大到小依次为:Ca²⁺、Na⁺、Mg²⁺、K⁺,平均浓度分别为 41.4、25.5、12.7、5.6 mg·L⁻¹;但在 S8,Na⁺ 成为阳离子中浓度最高的离子,发生此变化的原因可能与含盐量高的地下水大量补给河水有关,还可能与 Na⁺ 与其他阳离子间发生离子交换作用造成 Na⁺ 的富集有关. 阴离子浓度由大到小依次为:HCO₃⁻、Cl⁻、SO₄²⁻,其平均浓度分别为 203.0、19.1、12.1 mg·L⁻¹. 总体而言,锡林河河水主要离子组成中,Ca²⁺ 和 HCO₃⁻ 是占绝对优势

表 3 锡林河流域河水、地下水及大气降水水化学特征¹⁾

Table 3 Chemical characteristics of waters in Xilin River Basin

取 样 点	Ca ²⁺			Na ⁺			Mg ²⁺			K ⁺			Cl ⁻			SO ₄ ²⁻			HCO ₃ ⁻			EC	TDS	水化学类型			
	最 小 值	最 大 值	平均 值± 标准 差	最 小 值	最 大 值	平均 值± 标准 差	最 小 值	最 大 值	平均 值± 标准 差	最 小 值	最 大 值	平均 值± 标准 差	最 小 值	最 大 值	平均 值± 标准 差	最 小 值	最 大 值	平均 值± 标准 差	最 小 值	最 大 值	平均 值± 标准 差				pH		
S1	9.3	40.2	22.2±7.2	3.9	16.0	8.4±2.7	2.0	7.9	4.4±1.4	0.5	2.7	1.4±0.6	2.2	5.2	3.8±0.7	5.7	21.7	14.4±4.9	64.1	149.6	106.5±27.8	7.5	178	136.7	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		
S2	14.4	62.8	28.3±12.9	7.9	25.7	11.2±4.9	3.1	11.2	5.4±2.2	0.9	5.1	2.8±1.6	3.4	3.9	3.7±0.2	3.4	9.8	5.9±2.6	67.8	179.9	121.3±30.7	7.5	196	141.9	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		
S4	15.6	47.9	26.0±6.5	7.5	17.9	9.9±2.4	3.8	7.9	5.4±1.2	0.5	5.5	2.7±1.5	3.0	6.0	4.2±0.9	2.0	8.7	6.3±2.0	81.4	226.7	137.3±40.6	7.7	257	149.8	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		
S5	15.0	34.4	24.4±6.5	6.7	16.6	9.9±2.4	3.2	7.7	5.0±1.2	0.7	5.0	2.5±1.3	1.1	6.9	4.3±1.2	2.4	33.4	9.3±9.1	67.9	174.3	117.2±31.2	7.9	242	138.2	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		
S6	12.8	37.1	23.7±7.1	5.0	17.3	9.0±3.0	2.6	8.1	5.0±1.3	1.1	4.9	2.5±1.2	2.5	7.0	4.7±0.9	3.2	27.1	12.5±6.5	50.6	173.9	113.2±36.0	8.0	247	149.5	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		
S7	9.7	69.1	29.3±9.9	4.4	24.1	9.0±3.4	2.0	14.1	6.2±2.0	0.9	5.0	2.9±1.6	4.1	6.3	5.0±0.6	5.0	23.9	16.4±8.3	43.7	353.3	133.1±47.5	8.1	239	165.7	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		
S8	14.1	48.3	32.3±8.5	17.9	91.9	47.3±16.4	6.9	21.6	15.3±3.8	2.0	10.4	5.9±2.1	18.0	83.9	45.6±20.8	3.4	14.5	10.3±3.6	34.1	381.9	230.2±85.6	8.3	364	251.5	HCO ₃ ⁻ -Na ⁺ ·Ca ²⁺ ·Mg ²⁺		
S10	15.2	97.7	35.5±14.6	22.2	80.3	44.5±12.8	8.5	29.2	16.0±4.4	2.5	11.7	6.1±2.4	13.0	70.3	39.5±14.9	3.3	10.3	7.0±2.3	30.6	404.1	222.4±77.6	8.4	477	264.3	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺ ·Na ⁺ ·Mg ²⁺		
S12	22.3	52.9	35.6±7.9	32.9	60.5	42.3±8.9	11.1	25.3	16.4±3.9	3.2	14.4	6.1±2.5	23.6	72.9	45.9±15.0	2.5	24.1	12.3±7.8	104.9	310.9	234.2±64.3	8.4	546	275.3	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺ ·Na ⁺ ·Mg ²⁺		
S13	38.9	78.8	54.7±12.4	43.5	107.1	59.7±16.0	24.1	50.9	34.1±7.1	5.7	13.4	9.1±2.5	27.1	83.4	55.3±14.6	2.0	10.3	6.3±2.7	256.5	530.8	367.8±68.5	8.5	816	376.5	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺ ·Mg ²⁺		
S3	29.6	56.9	42.9±7.6	6.9	14.9	11.9±4.6	6.5	12.8	9.9±2.4	6.4	8.9	6.2±2.1	3.6	6.8	5.3±2.3	5.4	17.3	9.6±5.5	140.1	276.3	217.4±48.3	7.4	241	298.6	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		
S9	10.2	48.5	30.4±8.5	2.4	8.5	7.3±3.2	2.2	8.3	5.7±2.5	0.7	6.8	2.6±1.3	3.5	6.9	4.6±0.8	2.3	15.1	6.3±3.5	27.8	223.1	135.7±51.9	7.3	256	186.1	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		
S11	18.9	59.3	36.5±12.6	9.2	22.5	14.3±3.5	6.2	12.5	10.2±2.0	2.2	7.6	4.4±1.6	6.4	16.1	9.9±2.8	0.3	44.9	10.4±14.5	85.5	261.0	184.4±55.3	7.5	362	232.9	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		
G1	20.4	40.1	29.5±5.7	4.9	9.2	7.6±1.3	3.3	5.9	4.7±0.8	0.8	1.3	1.0±0.2	2.8	10.7	5.1±1.5	4.5	47.1	26.6±18.6	64.3	171.6	112.5±25.3	8.4	279	124.0	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		
G2	31.7	77.7	62.3±12.0	5.6	15.1	12.1±2.4	4.2	11.2	8.7±1.7	0.6	1.5	1.3±0.3	11.9	34.8	25.5±5.4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
G3	23.3	45.6	27.5±6.6	5.1	9.5	7.5±1.2	5.7	9.7	7.2±1.2	8.6	16.4	13.2±2.3	5.4	9.9	7.5±1.8	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
G4	58.4	105.1	75.3±16.3	49.6	94.9	70.3±15.8	24.3	39.4	31.4±5.4	1.6	4.3	2.8±1.0	32.9	94.6	77.0±16.8	19.5	91.9	49.9±28.4	50.2	701.6	397.2±144.1	7.4	247	492.4	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺ ·Mg ²⁺ ·Na ⁺		
G5	11.4	23.2	16.0±3.9	4.0	11.2	7.2±2.7	3.0	6.1	4.5±1.1	0.8	2.3	1.7±0.6	4.4	6.9	5.4±0.9	0.9	8.1	5.2±2.5	37.6	122.1	79.4±29.6	7.6	216	86.2	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		
G6	38.6	93.3	70.9±14.2	12.5	26.9	21.9±4.2	7.8	18.6	15.2±2.7	1.6	6.4	3.7±1.4	11.7	27.5	22.3±4.2	4.5	9.7	7.0±1.5	49.8	443.0	243.1±77.5	8.3	253	298.5	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		
G7	45.7	77.8	55.4±9.6	51.0	73.8	68.2±9.9	26.4	38.3	35.6±4.3	1.9	2.3	2.2±0.2	51.7	75.1	64.3±9.7	2.3	10.1	5.6±2.6	241.9	628.7	379.5±126.1	7.5	180	469.3	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺ ·Na ⁺		
P	0.5	18.7	4.5±4.6	0.1	1.5	0.3±0.4	0.1	1.2	0.4±0.3	0.3	2.6	1.1±0.6	0.7	4.6	1.6±1.1	0.2	93.3	15.5±27.5	0.9	64.1	11.0±15.5	8.4	208	29.4	HCO ₃ ⁻ -Ca ²⁺		

1)表中 TDS 和离子浓度最小值、最大值、平均值及标准差的单位为 mg·L⁻¹,电导率 EC 的单位为 μS·cm⁻¹,水化学类型讨论中的阴、阳离子均以摩尔分数大于 25% 的离子计

的离子, Ca^{2+} 占阳离子总量的 40% ~ 65%, HCO_3^- 占阴离子总量的 80% ~ 95%, 其次是 Na^+ 和 Cl^- , 分别占阳离子和阴离子总量的 16% ~ 29% 和 3% ~ 8.5%.

从表 3 可以看出, 自上游到下游, 河水 TDS 差别很大. 河源 S1 的 TDS 只有 $136.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而 S13 在 2008 年 8 月的几次单次取样中其水样 TDS 高达 $566 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 以上, 其他点位的 TDS 多在 $100 \sim 400 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 之间. 在河水离子组成方面, 阳离子中主要组成是 Ca^{2+} 和 Na^+ , 而且 Ca^{2+} 是含量最多的离子, 在 S1 ~ S7 之间, Ca^{2+} 含量是 Na^+ 含量的 3 倍甚至更多, 从 S7 之后, Na^+ 和 Mg^{2+} 的含量迅速增加, Na^+ 含量在阳离子中超过 20%, 但 Ca^{2+} 依然是含量最多的阳离子, 只是 Ca^{2+} 在阳离子中所占比例减小. 阴离子中 HCO_3^- 一直占主要优势, 含量占阴离子总量的 80% 以上, Cl^- 次之, 河水的离子组成表现出典型的淡水河特征, 水化学类型呈现从 HCO_3^- - Ca^{2+} 到 HCO_3^- - Ca^{2+} · Na^+ · Mg^{2+} 的演化特征.

根据锡林浩特水文站 1957 ~ 2004 年在出口处监测的流量数据, 流域平均径流深度约为 $5.5 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$. 锡林浩特气象局观测的平均降水量约为 $280 \text{ mm}\cdot\text{a}^{-1}$, 得到锡林河流域的径流系数仅为

0.02, 这说明降水对径流的贡献不大, 河水应该主要依靠地下水来补给. 对比表 3 中锡林河河水主离子浓度与当地地下水及大气降水中主离子浓度发现, 河水中大部分元素浓度值介于地下水和大气降水之间, 并且十分接近地下水浓度, 更加说明地表水同时受大气降水和地下水补给并主要依靠地下水补给.

为了进一步说明锡林河干流河水中主离子浓度水平, 将研究区河水主离子与其他内陆河流域和全球河流主离子浓度进行了对比(表 4). 从表 4 可看出, 锡林河干流中 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ 、 HCO_3^- 、 Cl^- 和 SO_4^{2-} 的浓度均高于松花江和全球河流中这些离子浓度均值 1.2 ~ 5.2 倍不等, 而远远低于塔里木河中这些离子的浓度; 锡林河干流中 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 和 SO_4^{2-} 浓度均比石羊河和黑河中的低, $(\text{Na}^+ + \text{K}^+)$ 和 Cl^- 的浓度高于石羊河和黑河 0.3 ~ 9.6 倍不等, HCO_3^- 的浓度低于黑河而高于石羊河, 其中 HCO_3^- 的浓度与黑河浓度相差不大, 高于石羊河 2.1 倍. 由表 4 可知, 锡林河和松花江的离子化学特征较为接近, 这是由于研究区和黑龙江水系同时受东南季风的影响, 水汽来源一致, 二者在气候、水文地质环境等各方面都十分相近, 因此使得河水离子化学组成具有共同特征.

表 4 锡林河干流主离子浓度特征与其他河流主离子浓度对比分析¹⁾/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

Table 4 Comparison of major ion concentrations in the Xilin River with other rivers/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

河流	离子浓度						TDS
	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	
锡林河	41.4	12.7	31.1	203.0	19.0	10.1	245.1
松花江 ^[11]	16.6	4.4	15.9	87.4	7.6	8.3	105.3
石羊河 ^[26]	65.7	29.3	4.9	64.9	1.8	30.9	243.4
黑河(祁连山区) ^[27]	57.6	21.5	18.1	204.4	10.0	86.1	412.7
塔里木河 ^[28]	81.1	69.5	328.6	—	472.2	517.8	1098.5
全球河流均值(MCNC) ^[11]	8.0	3.3	6.5	51.8	5.8	8.4	99.0

1) 表中各河流主离子浓度均为其干流浓度, 河流溶质浓度的全球均值(MCNC)是指最普遍的天然浓度, 以中位值表示

3.2 河水水化学主离子及 TDS 的变化特征

3.2.1 主离子的时间变化特征

(1) 年内变化

由图 2 可看出, 主离子浓度在年内变化最显著的特征是其在 5 月的浓度高于其他月浓度. 这是由于 4、5 月气温逐渐升高, 积雪融化, 积雪中有大量富集主离子的粉尘存在, 积雪融水汇入河流, 使得河水中各主离子浓度迅速增加; 另外, 积雪融水引起的春汛对土壤的侵蚀作用也使得土壤中的化学离子进入河流. 主离子浓度在 5 月出现一个短暂的高值后, 6 月随即下降; 之后在 6 ~ 9 月变化并不明显. 发生这种变化的原因主要是由于 6 ~ 9 月为锡林河

流域的夏汛期, 降水径流明显增多, 主离子浓度由于被稀释而下降; 另一方面, 此时段气温高, 蒸发迅速, 强烈的蒸发浓缩作用又使离子浓度增大. 因此, 主离子浓度在这两方面因素作用下发生变化.

(2) 年际变化

由表 5 可看出, 主离子浓度年际间变化总体较平缓, 除 SO_4^{2-} 外, 其余主离子在 2007 年的平均浓度较 2006 和 2008 年略小, 主要是 2007 年较干旱, 由于锡林河地表水来源于地下水, 降水量减少导致淋滤作用减小, 进入地下水系统的离子减少; 另外, 干旱年份河流主要由深层地下水补给^[14], 深层地下水(G5)离子浓度要明显小于浅层地下水.

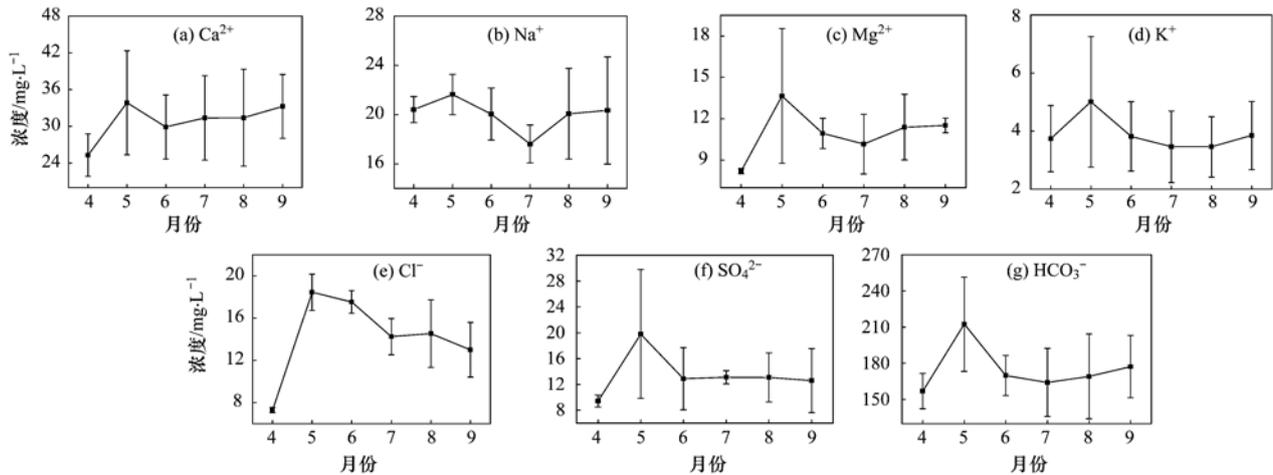


图 2 锡林河干流主离子浓度月变化分布

Fig. 2 Monthly variation of major ions concentrations in the Xilin River Basin

表 5 不同年份锡林河干流主离子含量/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

Table 5 Concentrations of major ions in the Xilin River in 2006, 2007 and 2008/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$

年份	Ca^{2+}	Na^+	Mg^{2+}	K^+	Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-
2006	37.3	20.6	12.7	5.4	16.6	16.8	200.1
2007	24.6	17.5	8.6	2.5	13.5	13.1	139.5
2008	28.4	22.6	10.2	3.0	16.1	9.4	171.4

3.2.2 主离子的空间变化特征

图 3 是锡林河从上游至下游在 S1、S2、S4、S5、S6、S7、S8、S10、S12、S13 共 10 个河水断面 7 个主离子浓度空间变化图。由图 3 可以看出,主离子浓度空间变化趋势大致有 2 类。

第一类浓度变化总体呈上升趋势,属于此类变化的离子有 Ca^{2+} 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Cl^- 和 HCO_3^- 。

图 3 中曲线在 S1 ~ S7 段变化比较平缓,离子浓度缓慢增加,而曲线在 S7 ~ S13 段较陡,浓度迅速增加。在 S1 ~ S7 段, Ca^{2+} 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 K^+ 和 Cl^- 这 5 个离子浓度大小与径流距离大致呈线性关系,浓度缓慢增加。其中 K^+ 的浓度增幅最大,从 $1.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $2.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,增加了 1.07 倍, Ca^{2+} 浓度从 $22.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $29.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$,增加了 32.0%, Cl^- 浓

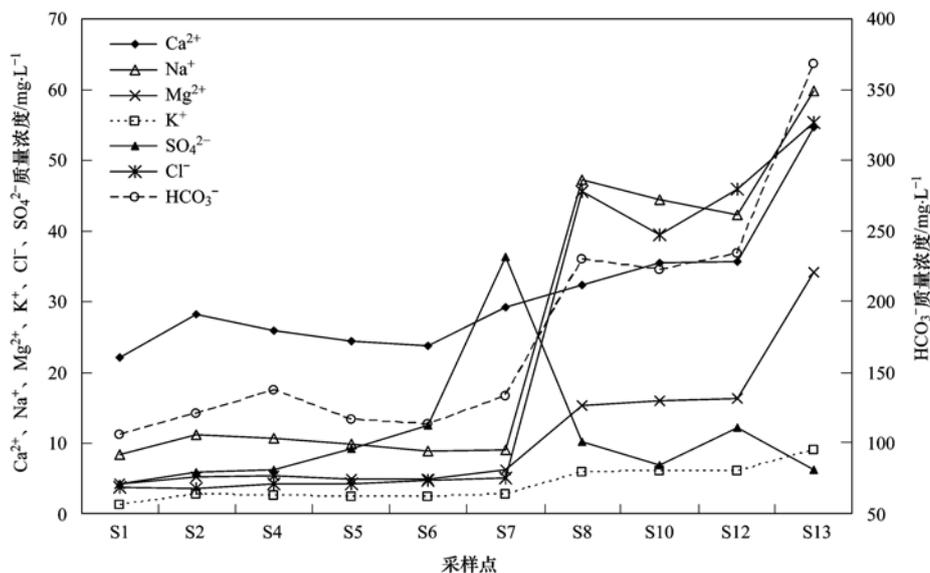


图 3 锡林河流域河水主离子浓度空间变化特征

Fig. 3 Spatial variation of major ions concentrations in the Xilin River Basin

度从 $3.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $5.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 增加了 31.6%, HCO_3^- 的浓度从 $106.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $133.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 增加了 25.0%, Na^+ 浓度从 $8.4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $9.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 增加了 7.1%, Mg^{2+} 浓度也有不同程度的增加. 上述 6 个离子浓度发生变化的原因主要是地表径流在 4 月春汛时会出现一个峰值, 之后随着温度升高, 蒸发作用逐渐增强, 元素强烈富集, 使得离子浓度逐渐增大. 同时高浓度地下水补给河水也是离子浓度增大的另一个原因. 从 S1 ~ S7 段的地下水水样分析发现, 地下水离子浓度普遍高于河水. 例如 G4 与 S7 都位于研究站, 从它们的水样分析可看出, G4 水样中 Ca^{2+} 浓度是 S7 中 Ca^{2+} 浓度的 2.6 倍, Cl^- 浓度是 S7 中的 15.4 倍, Na^+ 、 Mg^{2+} 和 K^+ 在 G4 中的浓度也都高于在 S7 中. 由此可以看出, 尽管在同一区域, 地下水的离子浓度较河水高. 因此, 河水中的离子浓度随着高浓度地下水的补给呈现增加趋势. 在 S7 ~ S13 段, 以上 6 个离子的浓度迅速增加, 其浓度大小与径流距离也大致呈线性关系. 由图 3 可看出, 此段曲线较 S1 ~ S7 段陡, 离子浓度增幅比前一段更大. 增幅最大的是 Cl^- , 其浓度从 $5.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $55.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 增加了 10.1 倍, 其次是 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 K^+ 和 HCO_3^- , Na^+ 的浓度从 $9.0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $59.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 增加了 5.6 倍, Mg^{2+} 的浓度从 $6.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $34.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 增加了 4.5 倍, K^+ 的浓度从 $2.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $9.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 增加了 2.1 倍, HCO_3^- 的浓度从 $133.1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $367.8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 增加了 1.8 倍, 增幅最小的是 Ca^{2+} , 其浓度从 $29.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $54.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 仅增加了 86.7%. 由此可以看出, 在 S7 ~ S13 段, Ca^{2+} 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 HCO_3^- 和 Cl^- 这 6 个离子浓度的增加幅度远大于 S1 ~ S7 段, 这与地下水对河水的补给以及河水的蒸发浓缩有关. 在此段大量地下水通过河床渗出补给地表水, 从此段的 3 个地下水采样点 G5、G6 和 G7 的水样分析结果可知, 以上 6 个主离子在此段地下水中的平均浓度分别为 47.4、32.4、26.4、2.5、234.0 和 $30.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 远高于河水和大气降水中各主离子的平均浓度. 在锡林河流域, 地下水较丰富, 是河水的主要补给源, 高浓度地下水对河水中离子浓度增高作用大于降水量增加对河水中离子浓度的稀释作用, 因此造成此段河水中离子浓度的剧增; 另一方面, 蒸发浓缩作用也是造成离子浓度增大的另一个原因. 本研究的取样都是在 4 ~ 9 月即锡林河流域丰水期进行, 在此阶段, 降水量增大, 同时温度显著升高, 河

水蒸发作用强烈, 蒸散量增大超过降水增加, 径流反而有所减小, 因此离子浓度持续增大.

第二类总体变化趋势是先增加后减小, 属于此类变化的为 SO_4^{2-} . 如图 3 所示, SO_4^{2-} 的浓度曲线首先在 S1 ~ S7 段上升, 在 S7 达到最大值, 然后在 S7 ~ S13 段下降. 表明 SO_4^{2-} 的浓度沿流程先增加, 后减小. 增加的原因如前所述, 与地下水对河水的补给以及河水的蒸发浓缩有关. 而浓度减小的原因可能有三方面: 一是在 S7 ~ S10 段, 河流流经沙丘地区, 取样困难, 只在研究站下方布设了一个地下水取样点 G5. 由表 3 知, G5 水样中 SO_4^{2-} 平均浓度为 $5.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而该段河水水样中 SO_4^{2-} 平均浓度为 $9.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 远小于河水水样中 SO_4^{2-} 平均浓度, 离子浓度较低的地下水大量补给河水, 使得河水离子浓度下降; 二是在该段有一条支流 2 汇入干流, 支流 2 中 SO_4^{2-} 的平均浓度为 $6.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (表 3), 小于此段干流河水中 SO_4^{2-} 的平均浓度. 因此低浓度的支流进入干流, 稀释了河水中离子浓度; 三是由于河道变宽和河流流速减缓, 离子的沉积作用和离子间的吸附作用加强引起离子浓度减小.

3.2.3 干流河水 TDS 的空间变化特征

TDS 的空间变化整体上呈现从上游到下游沿程增加的趋势 (图 4). 从图 4 中可看出, 河水的 TDS 差别非常大. S1 的 TDS 只有 $136.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而 S13 的 TDS 高达 $376.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 部分河段单次取样 TDS 值更是高达 $565.9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. 曲线在 S1 ~ S7 段变化比较平缓, 总体呈缓慢上升趋势, TDS 从 $136.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $165.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 仅增加了 21.2%; 在 S7 ~ S13 段曲线斜率变大, 呈现快速上升趋势, TDS 从 $165.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 增加到 $376.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 增加了 1.3 倍. 增加的原因与主离子浓度增加相同, 都是由于地下水的补给以及河水的蒸发浓缩作用. 在研究区, 除 G4 点, 其他点位处的地下水 TDS 均高于邻近河水的 TDS. 例如位于 S4 ~ S5 之间的 G3, 该处地下水 TDS 平均值是 $163.7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而位于它下方的河水取样点 S5 的 TDS 平均值是 $138.2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 小于 G3 的 TDS 平均值; G6 是位于 S10 ~ S12 之间的地下水取样点, 它的 TDS 平均值是 $298.5 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 而在它下方的 S12 的 TDS 平均值是 $275.3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 小于 G6 的 TDS 均值. 在锡林河流域, 大量地下水通过河床渗出补给河水, 因此造成河水 TDS 的增加. 同时河水沿途的蒸发浓缩作用也是造成 TDS 增加的一个原因. 从图 4 可以看出, 锡林河河水 TDS 整体上呈自上游至下游逐渐升高的总体变化特征, 但

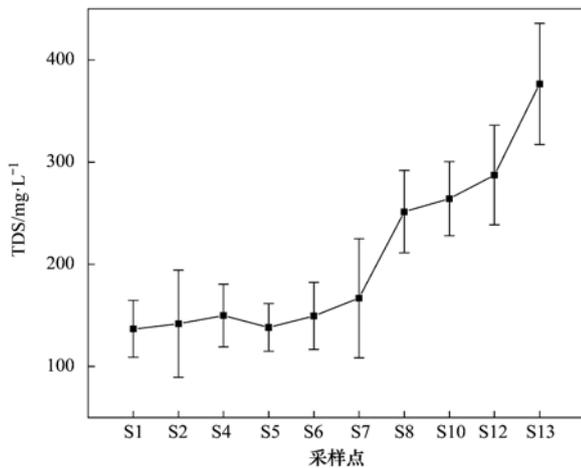


图4 锡林河干流河水 TDS 沿程变化

Fig. 4 Variation of TDS in main stream of Xilin River

TDS 仍低于 $1 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$, 为低矿化度河流。

3.3 河水水化学离子来源的 Gibbs 图分析

世界河流、湖泊及主要海洋的 TDS 与 $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ 、TDS 与 $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ 关系图, 即 Gibbs 图可以直观地反映出河水主要组分趋于“降水控制类型”、“岩石风化类型”或“蒸发-浓缩类型”, 是定性判断区域岩石、大气降水、蒸发-浓缩作用等对河流水化学影响的一种重要手段^[25]。在 Gibbs 图中, 一些低矿化度的河水具有较高的 $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ 或 $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ 比值 (接

近于 1), 代表此种河水的点分布图在右下角, 这类河流主要受到海洋起源的大气降水补给, 其离子组成含量决定于大气中“纯水”对海洋气溶胶的稀释作用。溶解性物质含量中等而 $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ 或 $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ 比值在 0.5 左右或者小于 0.5 的, 此种河水的点分布在图的中部左侧, 其离子主要来源于岩石的风化释放。离子总量很高, $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ 或 $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ 比值也很高 (接近于 1), 此种河水的点分布在图的右上角, 反映了该河流分布在蒸发作用很强的干旱区域^[29]。

将本研究所述的锡林河干流河水的水化学数据投绘于 Gibbs 图中 (图 5), 如图 5 所示, 研究区水化学组成基本位于 Gibbs 分布模型内, 反映了该区远离人类活动, 河水受人为干扰较少。大部分水样落于 $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ 或 $\text{Cl}^- / (\text{Cl}^- + \text{HCO}_3^-)$ 的比值小于 0.5 的范围内, 处于岩石风化作用带, 只有极少数水样落于蒸发结晶作用带, 并远离大气降水作用带, 说明该区水化学离子组成受岩石风化作用和蒸发结晶作用的共同影响, 但岩石风化作用对其水化学离子组成影响较显著。河水 Cl/Na 值平均为 0.15, 远低于世界平均海水比值 ($\text{Cl}/\text{Na} = 1.15$), 这表明大气环流所携带的海盐对湖水离子组分贡献非常小^[30]。总体上看, 大部分水样点都位于纵坐标 TDS 的低值区, 部分水样由于径流期强烈的蒸发作

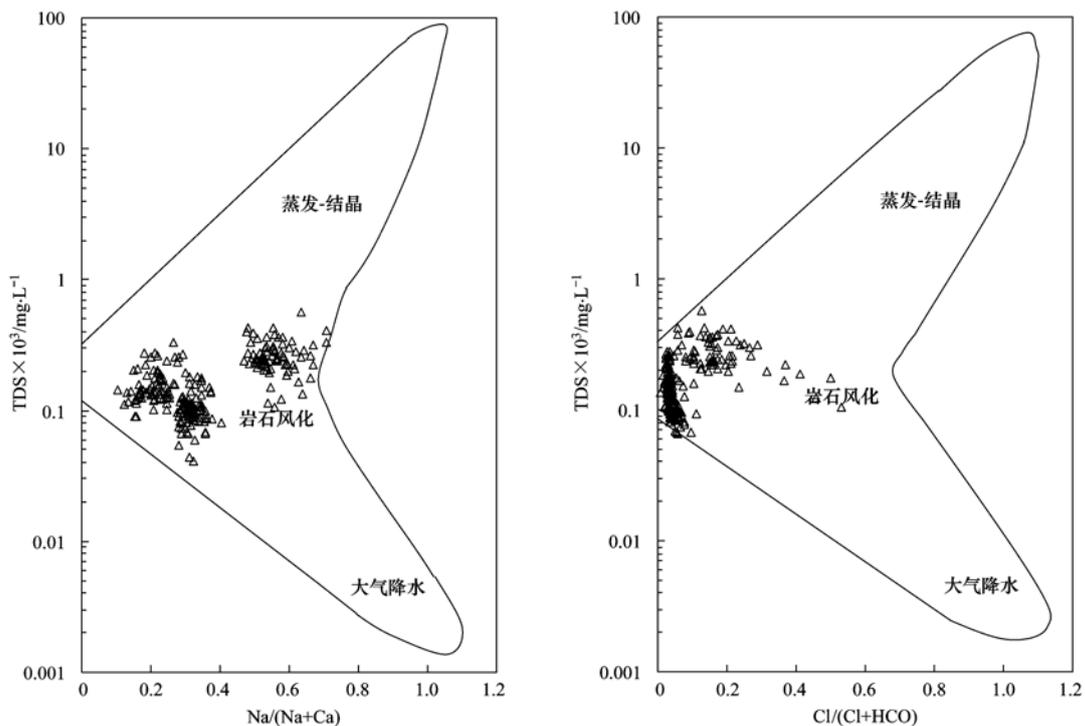


图5 锡林河流域地表水水化学的 Gibbs 图

Fig. 5 Hydrochemical Gibbs figures of the Xilin River

用,离子含量较高,位于纵坐标 TDS 的高值区. 由于高 Ca^{2+} 含量,大部分水样点位于横坐标的低值区.

3.4 河水水化学主离子组成变化规律

为分析岩石风化对锡林河河水水化学组成的影响,对该河流水样主离子按当量浓度分别作 Piper 三线图. Piper 三线图的分析水化学组分常用方法,利用水化学三线图可以表明水体主离子组成变化,体现不同水体化学组成特征,从而辨别其控制端元.

将 2006 ~ 2008 年所采集所有河水水样数据进行对比分析可以发现,干流河水中 Ca^{2+} 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 HCO_3^- 、 Cl^- 和 SO_4^{2-} 这 7 个主离子浓度的年际变化不大,固采取主离子浓度的月平均值进行 Piper 三线图的分析. 图 6 是锡林河干流水水化学组成三线图,图 6 (a) 为锡林河河源附近的 4 个取样点的水样三线图,图 6 (b) 为研究站以及邻近研究站的 3 个取样点的水样三线图,图 6 (c) 为本次取样终点锡林水库附近的 3 个取样点的水样三线图.

由图 6 (a) 可知,河源附近(S1、S2、S4、S5)的河水水样都落在 Piper 三线图三角形左侧一边,说明水中离子 Cl^- 、 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 相对较贫乏,而 Ca^{2+} 和 HCO_3^- 相对较多,是离子中主要组成部分,通常认为碳酸盐和(或)蒸发盐(如石膏)的风化是 Ca^{2+} 的主要来源,碱土金属的硅酸盐也能提供 Ca^{2+} .

由图 6 (b) 可知,研究站(S7)以及位于研究站上部(S6)水样中的阴阳离子都落在三角形左上侧,与图 6 (a) 中水样位置大体相同. 而研究站下部 S8 的水样中,阳离子落在三角形中部,阴离子的位置依然在三角形左上侧,说明水中离子 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 含量升高, Ca^{2+} 比例有所减少,但 Ca^{2+} 依然是阳离子中含量最多的离子,河水水化学类型由 $\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+}$ 演变为 $\text{HCO}_3^- - \text{Na}^+ \cdot \text{Ca}^{2+} \cdot \text{Mg}^{2+}$.

图 6 (c) 中,锡林河下游靠近锡林河终点的河水水样中,阳离子落在三角形中部,其位置与图 6 (b) 中水样在同一区域,阴离子落在三角形左下侧,阳离子中 Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 含量持续升高, Ca^{2+} 含量则随之降低,阴离子中 HCO_3^- 含量略微减少, SO_4^{2-} 和 Cl^- 含量随之升高,但 HCO_3^- 依然是阴离子中含量最多的离子,水化学类型由 $\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+} \cdot \text{Na}^+ \cdot \text{Mg}^{2+}$ 演变为 $\text{HCO}_3^- - \text{Ca}^{2+} \cdot \text{Mg}^{2+}$.

图 6 中 3 个三线图中离子位置的变化说明随着河水流动,由于水岩相互作用和蒸发浓缩作用,水中离子含量发生变化,水化学类型也随之发生变化. 就阳离子三角图来说,各组分分布在图的左侧和

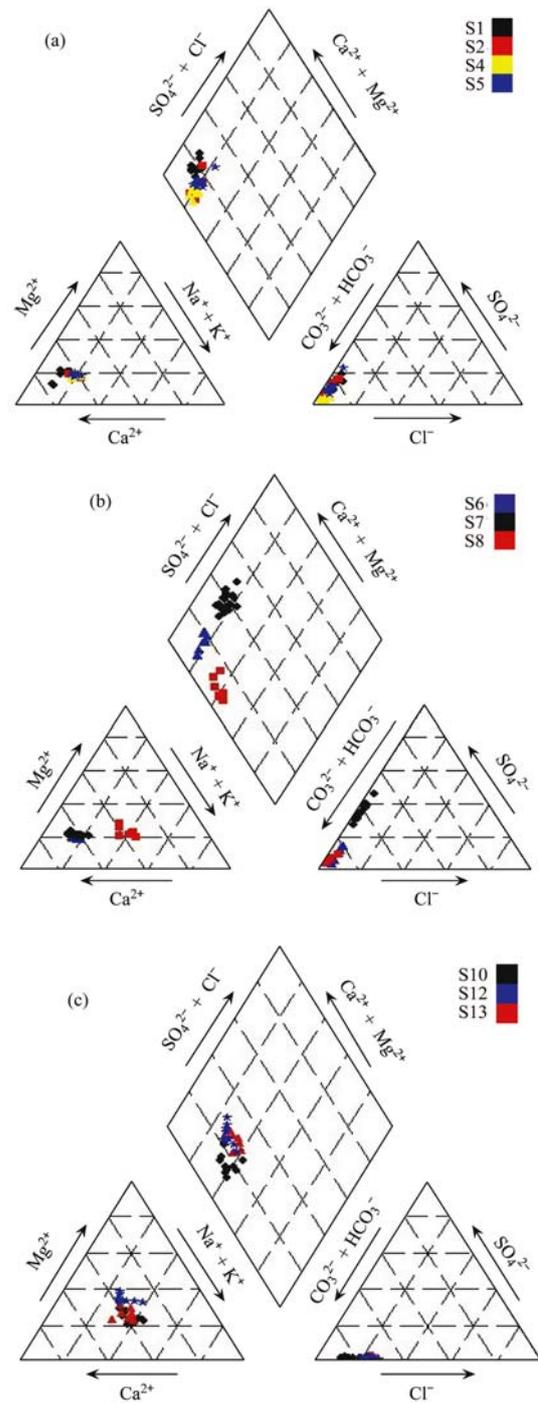


图 6 锡林河干流水水样 Piper 三线图

Fig. 6 Piper figures of the main stream of the Xilin River

中部, Ca^{2+} 和 Mg^{2+} 是阳离子中的主要组成部分,这两类离子主要来源于碳酸盐和(或)蒸发岩(如石膏)的风化,碱土金属的硅酸盐也能提供 Ca^{2+} 和 Mg^{2+} . 由 Piper 三线图可知,S1 取样点处河水中的阳离子总毫克当量数中, Ca^{2+} 占到约 70%, Mg^{2+} 占到约 17%, $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ 占到约 13%; 从 S1 ~ S13,河水中阳离子总毫克当量数中, Ca^{2+} 所占比例由 70% 降

到约 50%, Mg^{2+} 和 $Na^+ + K^+$ 所占比例都有所增加. 造成这种变化的原因可能与河流本身的沉积过程有关. 由于强烈蒸发, 河水中 Ca^{2+} 析出沉积到沉积物中, 造成 Ca^{2+} 比例减少, Mg^{2+} 和 $Na^+ + K^+$ 比例相对升高. 水体中 Na^+ 和 K^+ 一般来自火成岩或者变质岩, 如钠长石、正长石和云母等硅酸盐矿物, 这两种离子在河流中比例的增大主要与河水的蒸发浓缩有关. 从阴离子三角图上可以看出, 所有水样组分点紧贴 HCO_3^- 轴分布, 说明 SO_4^{2-} 和 Cl^- 含量很少. 水中阴离子总毫克当量数中, 从 S1 ~ S13, HCO_3^- 所占比例由约 85% 降到 72%, SO_4^{2-} 和 Cl^- 所占比例都有所增加, HCO_3^- 的减少可能与河流蒸发导致的 HCO_3^- 转化为 CO_3^{2-} 沉积到底泥中有关.

4 结论

(1) 锡林河流域河水的 pH 值在 7.5 ~ 8.5 之间, 整个流域的水呈微碱性; 锡林河河水的 TDS 总体较低, 大小介于 $136.7 \sim 376.5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 平均 $245.1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 为低矿化度河水; 干流河水 TDS 从上游到下游逐渐增加; 河水主离子化学组成以 Ca^{2+} 和 HCO_3^- 为主, 河水水化学类型以 $HCO_3^- - Ca^{2+}$ (重碳酸盐类钙组水) 为主.

(2) 主离子在时间分布上的特征是整体上主离子在年内、年际变化均不大. 年内 7 个主离子平均浓度在 4、6、7、8 和 9 月变化较小, 而在 5 月平均浓度高于其他月, 主要原因是 4、5 月积雪融水汇入河流, 富集在积雪中的离子补给河水. 在空间分布上, 其浓度沿流程均有不同程度的增加, Ca^{2+} 、 Na^+ 、 Mg^{2+} 、 K^+ 、 Cl^- 和 HCO_3^- 的浓度从上游到下游呈逐渐上升趋势, 这和河水不断得到地下水补给以及河流的蒸发浓缩造成元素富集有关; SO_4^{2-} 的浓度变化呈先增加后减小的趋势, 这和离子浓度较低的地下水补给河水及元素的沉积作用和离子间的吸附作用加强有关.

(3) 河水中主离子浓度值介于大气降水和地下水之间, 并且十分接近地下水浓度, 说明地表水同时受大气降水和地下水补给并主要依靠地下水补给.

(4) 河水中阳离子和阴离子分别以 Ca^{2+} 和 HCO_3^- 为主, 落于 Gibbs 模型左端, 即有中等的 TDS 含量和很低的 $Na^+ / (Na^+ + Ca^{2+})$ 、 $Cl^- / (Cl^- + HCO_3^-)$ 比值, Gibbs 图分析表明锡林河流域大部分河段河水的主离子化学特征主要受控于岩石的风化作用.

(5) 锡林河河水水化学组成均落在 Piper 三线

图三角形的左侧, 河水中阳离子分布在 $(Na^+ + K^+) - Ca^{2+}$ 线上靠近 Ca^{2+} 端元, 阴离子分布在 $HCO_3^- - Cl^-$ 线上靠近 HCO_3^- 一端, Ca^{2+} 和 HCO_3^- 是占绝对优势的离子, 流域碳酸盐溶解是控制河水水化学的主要因素, 流域有一定的蒸发岩存在, 但蒸发岩对水化学的贡献弱于碳酸盐岩.

参考文献:

- [1] Winter T C. Recent advances in understanding the interaction of groundwater and surface water [J]. *Reviews of Geophysics*, 1995, **33**(Sup): 985-994.
- [2] Bencala K E, Kennedy V C, Zellweger G W, *et al.* Interactions of solutes and streambed sediment, Part 1: An experimental analysis of cation and anion transport in a mountain stream [J]. *Water Resources Research*, 1984, **20**(12): 1797-1803.
- [3] 夏学齐, 杨忠芳, 王亚平, 等. 长江水系河水主要离子化学特征 [J]. *地学前缘*, 2008, **15**(5): 194-202.
- [4] 叶宏萌, 袁旭音, 葛敏霞, 等. 太湖北部流域水化学特征及其控制因素 [J]. *生态环境学报*, 2010, **19**(1): 23-27.
- [5] 蒲焘, 何元庆, 朱国锋, 等. 丽江盆地地表水-地下水的水化学特征及其控制因素 [J]. *环境科学*, 2012, **33**(1): 48-54.
- [6] 侯昭华, 徐海, 安芷生, 等. 青海湖流域水化学主离子特征及控制因素初探 [J]. *地球与环境*, 2009, **37**(1): 11-19.
- [7] Gibbs R J. Water chemistry of the Amazon River [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1972, **36**(9): 1061-1066.
- [8] Millot R, Gaillardet J, Dupré B, *et al.* Northern latitude chemical weathering rates: clues from the Mackenzie River basin [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 2003, **67**(7): 1305-1329.
- [9] Huh Y, Tsoi M Y, Zaitsev A, *et al.* The fluvial geochemistry of the rivers of the eastern Siberia; tributaries of the Lena River draining the sedimentary platform of the Siberian Craton [J]. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 1998, **62**(10): 1657-1676.
- [10] Galy A, France-Lanord C. Weathering processes in the Ganges-Brahmaputra basin and the riverine alkalinity budget [J]. *Chemical Geology*, 1999, **159**(1-4): 31-60.
- [11] 陈静生. 河流水质原理及中国河流水质 [M]. 北京: 科学出版社, 2006. 1-178.
- [12] 韩念勇, 蒋高明, 李文军. 锡林郭勒生物圈保护区退化生态系统管理 [M]. 北京: 清华大学出版社, 2002.
- [13] 赵斌, 蔡庆华, 刘瑞秋, 等. 锡林河中游水体理化特征的初步研究 [J]. *中国草地*, 1999, (3): 77-81.
- [14] Barthold F K, Wu J K, Vaché K B, *et al.* Identification of geographic runoff sources in a data sparse region: hydrological processes and the limitations of tracer-based approaches [J]. *Hydrological Process*, 2010, **24**(16): 2313-2327.
- [15] Wu J K, Ding Y J, Ye B S, *et al.* Stable isotopes in precipitation in Xilin river basin, Northern China and their implications [J]. *Chinese Geographical Science*, 2012, **22**(5): 531-540.
- [16] 李思悦, 程晓莉, 顾胜, 等. 南水北调中线水源地丹江口水库水化学特征研究 [J]. *环境科学*, 2008, **29**(8): 2111-

- 2116.
- [17] 刘文杰, 苏永中, 杨荣, 等. 民勤地下水水化学特征和矿化度的时空变化 [J]. 环境科学, 2009, **30**(10): 2911-2917.
- [18] Tong C, Wu J, Yong S, *et al.* A landscape-scale assessment of steppe degradation in the Xilin River Basin, Inner Mongolia, China [J]. *Journal of Arid Environments*, 2004, **59**(1): 133-149.
- [19] 季劲钧, 刘青, 李银鹏. 半干旱地区地表水平衡的特征和模拟 [J]. 地理学报, 2004, **59**(6): 964-971.
- [20] 长江水环境化学元素研究系列专著编辑委员会. 水环境化学元素研究方法 [M]. 武汉: 湖北科学技术出版社, 1992. 5-6, 175-185.
- [21] 陈静生, 陶澍, 邓宝山, 等. 水环境化学 [M]. 北京: 高等教育出版社, 1987. 45-66.
- [22] Murakami T, Terai H, Yoshiyama Y, *et al.* The second investigation of Lake Puma Yum Co located in the Southern Tibetan Plateau, China [J]. *Limnology*, 2007, **8**(3): 331-335.
- [23] 鞠建廷, 朱立平, 汪勇, 等. 藏南普莫雍错流域水体离子组成与空间分布及其环境意义 [J]. 湖泊科学, 2008, **20**(5): 591-599.
- [24] 沈照理, 朱宛华, 钟佐燊. 水文地球化学基础 [M]. 北京: 地质出版社, 1993. 62-93.
- [25] 朱秉启, 杨小平. 塔克拉玛干沙漠天然水体的化学特征及其成因 [J]. 科学通报, 2007, **52**(13): 1561-1566.
- [26] 高业新, 王贵玲, 刘花台, 等. 石羊河流域的水化学特征及其地表水与地下水的相互转化 [J]. 干旱区资源与环境, 2006, **20**(6): 84-88.
- [27] 聂振龙, 陈宗宇, 程旭学, 等. 黑河干流浅层地下水与地表水相互转化的水化学特征 [J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2005, **35**(1): 48-53.
- [28] 王建, 韩海东, 赵求东, 等. 塔里木河流域水化学组成分布特征 [J]. 干旱区研究, 2013, **30**(1): 10-12.
- [29] 赵爱芳, 张明军, 李忠勤, 等. 托木尔峰青冰滩 72 号冰川径流水化学特征初步研究 [J]. 环境科学, 2012, **33**(5): 1484-1490.
- [30] 王鹏, 尚英男, 沈立成, 等. 青藏高原淡水湖泊水化学组成特征及其演化 [J]. 环境科学, 2013, **34**(3): 874-881.

CONTENTS

An Assessment of PM _{2.5} Related Health Risks and Impaired Values of Beijing Residents in a Consecutive High-Level Exposure During Heavy Haze Days	XIE Yuan-bo, CHEN Juan, LI Wei (1)
Seasonal Variation of Water-Soluble Ions in PM _{2.5} at Changbai Mountain	ZHAO Ya-nan, WANG Yue-si, WEN Tian-xue, <i>et al.</i> (9)
Variation of Atmospheric Particle Number Concentrations in Qingdao and Its Impact on Visibility	KE Xin-shu, SHENG Li-fang, KONG Jun, <i>et al.</i> (15)
Concentrations of PCDD/Fs in the Atmosphere of Chongqing City and Its Seasonal Variation	ZHANG Xiao-ling, LU Yi, ZHU Ming-ji, <i>et al.</i> (22)
Atmospheric Emission of PCDD/Fs from Secondary Aluminum Metallurgy Industry in the Southwest Area, China	LU Yi, ZHANG Xiao-ling, GUO Zhi-shun, <i>et al.</i> (30)
Atmospheric Emission of PCDD/Fs from Modern Dry Processing Cement Kilns with Preheating in the Southwest Area, China	ZHANG Xiao-ling, LU Yi, JIAN Chuan, <i>et al.</i> (35)
Pollution Status and Characteristics of PBDEs in Indoor Air of Hangzhou	JIANG Xin-wei, SUN Xin, PEI Xiao-qiang, <i>et al.</i> (41)
Size Distribution of Particle and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Particle Emissions from Simulated Emission Sources	FU Hai-huan, TIAN Na, SHANG Hui-bin, <i>et al.</i> (46)
Atmospheric Deposition Fluxes and Seasonal Variations of Elements in Northeast of Sichuan, Central China	TONG Xiao-ning, ZHOU Hou-yun, YOU Chen-feng, <i>et al.</i> (53)
Trend in Acid Deposition at Tieshanping, Chongqing During 2001-2010	YU De-xiang, MA Xiao-xiao, TAN Bing-quan, <i>et al.</i> (60)
Wet Deposition of Atmospheric Nitrogen of the Jinshui Watershed in the Upper Hanjiang River	WANG Jin-jie, ZHANG Ke-rong, WU Chuan, <i>et al.</i> (66)
Chemical Compositions of <i>n</i> -Alkanoic Acids in Wheat Straw and Its Smoke	LIU Gang, LI Jiu-hai, WU Dan, <i>et al.</i> (73)
Magnetic Properties of Indoor Dustfall at Different Heights in Lanzhou	WU Duo, WEI Hai-tao, ZHAO Rui-rui, <i>et al.</i> (79)
Mercury Fluxes from Conifer-Broadleaf Forested Field in Central Subtropical Forest Zone	MA Ming, WANG Ding-yong, SHEN Yuan-yuan, <i>et al.</i> (85)
Impacts of Rice Straw Biochar on Organic Carbon and CO ₂ Release in Arable Soil	KE Yue-jin, HU Xue-yu, YI Qing, <i>et al.</i> (93)
Geochemical Distribution of Dissolved Bismuth in the Yellow Sea and East China Sea	WU Xiao-dan, SONG Jin-ming, WU Bin, <i>et al.</i> (100)
Temporal-spatial Distribution and Pollution Assessment of Heavy Metals in the Upper Reaches of Hunhe River (Qingyuan Section), Northeast China	MA Ying-qun, SHI Yao, QIN Yan-wen, <i>et al.</i> (108)
Determination of Estrogenic Compounds in Water of Jiulong River Using Polar Organic Chemical Integrative Sampler	ZHANG Li-peng, WANG Xin-hong, LI Yong-yu, <i>et al.</i> (117)
Variation Characteristics and Environmental Significant of Trace Elements Under Rainfall Condition in Karst Groundwater	CHEN Xue-bin, YANG Ping-heng, LAN Jia-cheng, <i>et al.</i> (123)
Major Ion Chemistry of Surface Water in the Xilin River Basin and the Possible Controls	TANG Xi-wen, WU Jin-kui, XUE Li-yang, <i>et al.</i> (131)
Forms and Spatial Distribution Characteristics of Nitrogen in Ziya River Basin	ZHAO Yu, SHAN Bao-qing, ZHANG Wen-qiang, <i>et al.</i> (143)
Impact of Rice Agriculture on Nitrogen and Phosphorus Exports in Streams in Hilly Red Soil Earth Region of Central Subtropics	SONG Li-fang, WANG Yi, WU Jun-shui, <i>et al.</i> (150)
Study on Distribution of Phosphorus in Surface Sediments of the Yellow Sea and the East China Sea	SONG Guo-dong, LIU Su-mei, ZHANG Guo-ling (157)
Characterization and Optimization of the NaOH-EDTA Extracts for Solution ³¹ P-NMR Analysis of Organic Phosphorus in River Sediments	ZHANG Wen-qiang, SHAN Bao-qing, ZHANG Hong, <i>et al.</i> (163)
Regeneration and Transformation of BAPP in Suspended Solids Under Short-term Sediment Disturbance	WU Xiao-fei, LI Da-peng, WANG Ming (171)
Sediment Risk Assessment and Heavy Metal Source Analysis in Typical Country Water Level Fluctuated Zone (WLFZ) of the Three Gorges	AO Liang, LEI Bo, WANG Ye-chun, <i>et al.</i> (179)
Pollution Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments from the Different Eastern Dredging Regions of Lake Taihu	MAO Zhi-gang, GU Xiao-hong, LU Xiao-ming, <i>et al.</i> (186)
Study on the Stages of Major Sediments in Dianchi Lake	WANG Xin-yu, ZHOU Feng, YI Xuan, <i>et al.</i> (194)
Oil Spill Identification Using Partial Surface Fitting Method Based on Concentration-Synchronous-Matrix-Fluorescence Spectra	WANG Chun-yan, SHI Xiao-feng, LI Wen-dong, <i>et al.</i> (202)
Treatment of Sludge Liquor Produced in Deep Dehydration by Photoelectro-Fenton Process	WANG Xian-li, WANG Shi-feng, WU Jun-feng, <i>et al.</i> (208)
Characteristics of Nitrification and Denitrification for Simultaneous Nitrogen and Phosphorus Removal by Granular Sludge	LIU Xiao-ying, LIN Hui, MA Zhao-rui, <i>et al.</i> (214)
Study on Long-Term Stability of Biological Nitrogen Removal via Nitrite from Real Landfill Leachate	SUN Hong-wei, GUO Ying, PENG Yong-zhen (221)
Compositions and Residual Properties of Petroleum Hydrocarbon in Contaminated Soil of the Oilfields	HU Di, LI Chuan, DONG Qian-qian, <i>et al.</i> (227)
Dynamics of the Mineralization and Transformation of Rice Photosynthesized Carbon in Paddy Soils - a Batch Incubation Experiment	TAN Li-min, PENG Pei-qin, LI Ke-lin, <i>et al.</i> (233)
Effects of Land Use and Abandonment on Soil Labile Organic Carbon in the Karst Region of Southwest China	LIAO Hong-kai, LI Juan, LONG Jian, <i>et al.</i> (240)
Aluminum Dissolution and Changes of pH in Soil Solution During Sorption of Copper by Aggregates of Paddy Soil	XU Hai-bo, ZHAO Dao-yuan, QIN Chao, <i>et al.</i> (248)
Effect of Cr(VI) Anions on the Cu(II) Adsorption Behavior of Two Kinds of Clay Minerals in Single and Binary Solution	LIU Juan-juan, LIANG Dong-li, WU Xiao-long, <i>et al.</i> (254)
Effect of Flooding Time Length on Mycorrhizal Colonization of Three AM Fungi in Two Wetland Plants	MA Lei-meng, WANG Peng-teng, WANG Shu-guang (263)
Preliminary Study on the Relationship Between the Water Quality and the Aquatic Biological Health Status of Taihu Lake	ZHOU Xiao-bai, ZHANG Ning-hong, ZHANG Yong, <i>et al.</i> (271)
Acute Toxicity of Three Typical Pollutants to Aquatic Organisms and Their Water Quality Criteria	JIANG Dong-sheng, SHI Xiao-rong, CUI Yi-bin, <i>et al.</i> (279)
Evaluation of the Acute Toxicity of Pharmaceutical Wastewater to Luminescent Bacteria	DU Li-na, YANG Fan, MU Yu-feng, <i>et al.</i> (286)
Influence of the Coexistence of Zn ²⁺ on the Enantioselective Toxicity of Metolachlor to <i>Scenedesmus obliquus</i>	HU Xiao-na, ZHANG Shu-xian, CHEN Cai-dong, <i>et al.</i> (292)
Simplification of Biotic Ligand Model and Evaluation of Predicted Results	WANG Wan-bin, CHEN Sha, WU Min, <i>et al.</i> (299)
Priority Pollutants Ranking and Screening of Coke Industry based on USEtox Model	HAO Tian, DU Peng-fei, DU Bin, <i>et al.</i> (304)
Isolation, Identification and Characterization of a Microcystin-degrading Bacterium <i>Paucibacter</i> sp. Strain CH	YOU Di-jie, CHEN Xiao-guo, XIANG Hui-yi, <i>et al.</i> (313)
Inhibition of the Activity of Sulfate-reducing Bacteria in Produced Water from Oil Reservoir by Nitrate	YANG De-yu, ZHANG Ying, SHI Rong-jiu, <i>et al.</i> (319)
Bioconversion of Cellulose to Methane by a Consortium Consisting of Four Microbial Strains	WU Jun-mei, MA An-zhou, CUI Meng-meng, <i>et al.</i> (327)
Factors Influencing the Variability in Soil Heterotrophic Respiration from Terrestrial Ecosystem in China	XIE Wei, CHEN Shu-tao, HU Zheng-hua (334)
Study on the Distinguishing of Root Respiration from Soil Microbial Respiration in a <i>Leymus chinensis</i> Steppe in Inner Mongolia, China	SHI Jing-jing, GENG Yuan-bo (341)
Nitrous Oxide Flux at the Water-Air Interface of the Rivers in Nanjing During Summer	HAN Yang, ZHENG You-fei, WU Rong-jun, <i>et al.</i> (348)
Effects of Antiseptic on the Analysis of Greenhouse Gases Concentrations in Lake Water	XIAO Qi-tao, HU Zheng-hua, James Deng, <i>et al.</i> (356)
Electricity Generation of Surplus Sludge Microbial Fuel Cell Enhanced by Biosurfactant	PENG Hai-li, ZHANG Zhi-ping, LI Xiao-ming, <i>et al.</i> (365)
Fe-ZSM-5 Catalysts with Different Silica-Alumina Ratios for N ₂ O Catalytic Decomposition	LU Ren-jie, ZHANG Xin-yan, HAO Zheng-ping (371)
Inhibition of Chlorobenzene Formation via Various Routes During Waste Incineration by Ammonium Sulfate and Urea	YAN Mi, QI Zhi-fu, LI Xiao-dong, <i>et al.</i> (380)
County Scale Characteristics of CO ₂ Emission's Spatial-Temporal Evolution in the Beijing-Tianjin-Hebei Metropolitan Region	WANG Hao, CHEN Cao-cao, PAN Tao, <i>et al.</i> (385)
Characterization and Soil Environmental Safety Assessment of Super Absorbent Polymers in Agricultural Application	LI Xi, LIU Yu-rong, ZHENG Yuan-ming, <i>et al.</i> (394)

《环境科学》第6届编辑委员会

主 编: 欧阳自远

副主编: 赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委: (按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军
朱永官 刘志培 汤鸿霄 陈吉宁 孟 伟 周宗灿 林金明
欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞
黄 耀 鲍 强 潘 纲 潘 涛 魏复盛

环 境 科 学

(HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2014年1月15日 35卷 第1期

ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 35 No. 1 Jan. 15, 2014

主 管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主 办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences
协 办	(以参加先后为序) 北京市环境保护科学研究院 清华大学环境学院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection School of Environment, Tsinghua University
主 编	欧阳自远	Editor-in -Chief		OUYANG Zi-yuan
编 辑	《环境科学》编辑委员会 北京市2871信箱(海淀区双清路 18号, 邮政编码:100085) 电话:010-62941102, 010-62849343 传真:010-62849343 E-mail: hjkx@rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING KEXUE) P. O. Box 2871, Beijing 100085, China Tel:010-62941102, 010-62849343; Fax:010-62849343 E-mail: hjkx@rcees. ac. cn http://www. hjkx. ac. cn
出 版	科 学 出 版 社 北京东黄城根北街16号 邮政编码:100717	Published	by	Science Press 16 Donghuangchenggen North Street, Beijing 100717, China
印 刷 装 订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
发 行	科 学 出 版 社 电话:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com	Distributed	by	Science Press Tel:010-64017032 E-mail: journal@ mail. sciencep. com
订 购 处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发行	中国国际图书贸易总公司 (北京399信箱)	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301
CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价: 90.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行